

토양깊이 및 토지이용에 따른 다핵방향족탄화수소 (PAHs)의 토양 중 분포

남재작*, 홍석영, 이종식, 소규호, 이상학¹

농업과학기술원 농업환경부, ¹경북대학교 화학과

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Korean Soil: Distribution by Depth and Land Use

Jae-Jak Nam*, Suk-Young Hong, Jong-Sik Lee,
Kyu-Ho So and Sang-Hak Lee¹

Agricultural Environment Department, NIAST, RDA, Suwon, Gyeonggi-do 441-707, Korea

¹Department of Chemistry, Kyungpook National University, Daegu 702-701, Korea

ABSTRACT

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) have been analyzed to assess vertical distribution of them with different land uses. The soils were collected from three layers; surface (0~5 cm), intermediate (6~10 cm), and deep (11~15 cm) layer, respectively considering land use; paddy, upland, and mountain in each site. Total 89 samples of soil from 10 sites were analyzed. Overall mean of Σ PAHs were 137 (range 8.87~625 $\mu\text{g kg}^{-1}$), 203 (range 16.5~645 $\mu\text{g kg}^{-1}$), and 83.4 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (range 6.65~667 $\mu\text{g kg}^{-1}$) for paddy, upland, and mountain soil, respectively. The dominant PAHs were fluoroanthene/benzo(b)fluoroanthene > pyrene > indeno(1, 2, 3-cd)pyrene in paddy, fluoroanthene/pyrene > benzo(b)fluoroanthene > chrysene in upland, and benzo(b)fluoroanthene > pyrene > chrysene in mountain soil, whereas the profile was quite similar for each other except that indeno(1, 2, 3-cd)pyrene and benzo(ghi)perylene are relatively higher in the paddy soils. Although the concentration gradient by depth was not observed in the paddy and upland soils because perturbation of soil layer by tillage, significant decrease was in the deep layer relative to the surface and intermediate layer. However, the concentration gradient of PAHs by soil depth was clearly shown in mountain soil without experiencing disturbance of tillage.

Key words : PAHs, distribution, soil depth, land use

서 론

다핵방향족탄화수소 (polycyclic aromatic hydro-

carbons, PAHs)는 주로 화석연료의 불완전 연소를 통해서 생성되는 화합물로 환경 중 광범위하게 존재하고 있다(Sims and Overcash, 1983; Freeman and Cattell, 1990; Lemieux *et al.*, 2004). 19세기 후반부터 한 세기 동안 농경지 토양의 PAHs 함량은 지속적으로 증가해 왔는데 이는 전적으로 화석연료 사용량 증가에 기인한 것으로 여겨지고 있다(Jones

* To whom correspondence should be addressed.
Tel: +82-31-290-0231, Fax: +82-31-290-0206
E-mail: jjnam@rda.go.kr

et al., 1989). PAHs 중 일부는 변이원성 또는 발암성 화합물로 분류되어 잠재적인 환경 위해요소로 간주되고 있고 (Mumtaz *et al.*, 1996; Shor *et al.*, 2004), 이로 인해 일부국가에서는 대기 및 토양에서 잔류기준을 정하고 있다 (Wilson and Jones, 1993). 이에 따라 PAHs의 배출을 줄이기 위한 노력들도 진행되었다 (Jones *et al.*, 1992; Jacob *et al.*, 1997). 다양한 발생원으로부터 대기를 통해 환경에 유입되어 환경매체들 간의 분배에 의해 광범위하게 환경 중으로 확산 및 잔류하는 PAHs에 관한 연구는 위해성 평가를 위해 중요한 요소이다 (Baek *et al.*, 1991; Cornelissen *et al.*, 2006).

토양에서 PAHs의 농도는 주로 주변 오염지역으로부터 직접 영향이나 다른 지역으로부터 장거리 대기이동(long-range atmospheric transport, LRAT)에 의해 토양에 침적(deposition) 된다(Aamot *et al.*, 1996). 이렇게 토양에 침적한 유기화합물은 토양 중 유기물과 미세입자에 분배, 분해, 이동/혼합 등의 과정을 통해 토양에 잔류하거나 수직이동을 한다(Cousins *et al.*, 1999). 이때 비극성 유기화합물의 분배에 가장 크게 영향을 미치는 토양인자는 토양 유기물이다(Karickhoff, 1981). 토양을 관리하거나 위해성을 평가하는데 있어서 토양 깊이별 잔류특성을 분석함으로써 유기화합물의 거동에 대한 더 정확한 예측모델을 만들 수 있다.

토양의 이용 형태 역시 PAHs와 같은 유기화합물들의 거동 및 분배에 영향을 미칠 수 있다. 우리나라의 논은 연중 상당기간 동안 담수 상태에 있고, 또한 작물 수확 후에는 완전한 나지상태로 존재한다. 산림토양의 경우 산림이 토양표면을 연중 덮고 있고 유기물이 표면에 집적되어 있어 경작지 토양과는 전혀 다른 환경에 놓여있다. 토양을 덮고 있는 식생은 필터링 효과로 인해 토양 중 유기화합물의 농도를 상당 수준 낮추는 효과가 있다 (Matzner, 1984).

이 연구는 토양이용형태가 PAHs의 수직분포에 미치는 영향을 파악하고자 수행하였다. 대도시 및 공업단지 인근의 농경지와 오염원이 없는 지역의 농경지로부터 시료를 깊이별로 채취하여 분석함으로써 논, 밭 및 비경작지 산림토양간의 PAHs 잔류특성을 분석하고 서로 다른 환경에서 수직분포에 대한 영향을 분석하였다.

재료 및 방법

1. 토양시료

토양시료는 전국의 10개 지역에서 채취하였다. 시료채취 지역은 PAHs가 높은 농도로 검출이 예상되는 대도시 및 공단인근지역(7 지점)과 이와 비교를 위해 농촌지역(3 지점)으로 나누어 PAHs의 영향을 고르게 평가할 수 있도록 하였다. 토양은 깊이별로 3 수준(표토층 0~5 cm, 중간층 5~10 cm, 심토층 11~15 cm)으로 채취하였다. 채취는 표층의 식물체 잔사를 제거한 후 auger를 사용하여 깊이별로 채취하였다.

2. 분석

PAHs는 US EPA의 우선감시물질 목록(priority pollutant lists)에 포함된 16가지에 대해 분석하였다 (Table 1). 토양시료 20g을 16시간 동안 dichloromethane을 이용하여 Soxhlet추출기에서 추출하였다. 추출된 시료는 EPA method 3630 실리카겔 컬럼 정제법을 이용하여 정제하였다 (U.S. EPA, 1986). 컬럼 유출액은 1 mL로 농축 후 분석시료로 하였다. 토양을 추출하기 전에 내부표준물질 (Naphthalene-d₈, Acenaphthene-d₁₀, Phenanthrene-d₁₀, Chrysene-

Table 1. The abbreviations of PAHs quantified

Name	Abb.
Acenaphthene	Ace
Acenaphthylene	Acy
Anthracene	Ant
Benzo[a]anthracene	BaA
Benzo[a]pyrene	BaP
Benzo[b]fluoroanthene	BbF
Benzo[g, h, i]perylene	BgP
Benzo[k]fluoroanthene	BkF
Chrysene	Chr
Dibenzo[a, h]anthracene	DaA
Fluoroanthene	Fla
Fluorene	Flu
Indeno[1, 2, 3-cd]pyrene	IcP
Naphthalene	Nap
Phenanthrene	Phe
Pyrene	Pyr

d₁₂, Perylene-d₁₂)을 첨가하였다. 정량분석은 GC/MS (GCQ, ThermoFinnigan, USA)를 사용하여 전범위 조사법 (full scan mode, mass range: 100~285 m/z)으로 분석하였다. 컬럼은 용융 실리카 컬럼 (DB-5 ms, 30 m × 0.25 mmID × 0.25 μm film thickness, J & W Sci., USA)을 사용하였으며, 헬륨 (He)을 이동상으로 40 cm sec⁻¹ 설정하였다. GC 오븐은 75°C에서 5분간 머무른 후 150°C까지 25°C min⁻¹으로, 다시 265°C까지 4°C min⁻¹으로, 마지막으로 285°C까지 30°C min⁻¹으로 상승 후 10분간 유지하도록 프로그램하였다. 시료는 1 μL를 GC로 주입하였고, 질량분석기에서 전범위조사법에서 얻어진 데이터의 분자이온 (molecular ion)을 사용하여 내부표준물질법으로 정량하였다.

3. 분석정도관리

분석시료의 전반적인 회수율을 구하기 위해 바다모래 (sea sand)에 100 ng μL⁻¹의 PAHs를 첨가한 후 시료분석에 사용한 방법과 같은 방법으로 분석하였다. 16종의 PAHs에 대한 전체적인 회수율은 86~123%였으며, 검출한계는 2~7 pg이었다. 검출한계는 바탕시료 분석값에서 3배의 표준편차를 적용하여 구하였다 (Winefordner and Long, 1983;

Knoll, 1985; Mazzer *et al.*, 1999). 그리고 사용된 분석법은 NIST SRM 1941a를 사용하여 검증하였다. 이때 분석된 SRM의 평균분석농도는 인증값 (certified values)의 76~180%의 범위를 보였다.

4. 통계분석

이 논문에 사용된 통계분석은 S-plus 6 (Insightful Co. USA)를 사용하여 실시하였다.

결과 및 고찰

1. 분석토양 PAHs 농도

토양은 모두 10지점에서 논, 밭 및 산림토양 등 3종류의 토양이용 형태와 3수준의 깊이에서 채취하였다. 총 분석 시료 수는 89점 (논 30, 밭 30, 산 29점)이었다. 전체 토양에 대한 각 성분별 PAHs 농도는 Table 2에 나타내었다. 전체 분석 시료의 평균 ΣPAHs 농도 논, 밭, 산림토양에서 각각 137 (범위 8.87~625 μg kg⁻¹), 203 (범위 16.5~645 μg kg⁻¹) 및 83.4 μg kg⁻¹ (범위 6.65~667 μg kg⁻¹)이었다. PAHs 농도는 밭 > 논 > 산림 토양 순으로 나타났다. 밭과 논토양에서의 차이는 통계적 유의성이 없었

Table 2. The concentrations of PAHs in the soils with different use (μg kg⁻¹ soil)

PAHs ¹⁾	Paddy		Upland		Mountain	
	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range
Nap	4.86	nd ²⁾ ~23.0	4.24	nd~22.5	3.51	nd~16.4
Acy	0.72	nd~1.97	0.84	nd~3.56	0.16	nd~1.39
Ace	0.90	nd~7.55	0.97	nd~3.76	1.12	nd~7.85
Fle	2.33	nd~7.55	1.72	0.70~4.48	1.26	nd~4.93
Phe	10.5	1.31~58.8	12.6	1.92~52.0	6.26	0.85~37.8
Ant	2.15	nd~14.8	2.03	nd~7.55	1.13	nd~4.19
Fla	18.7	0.92~93.5	30.3	1.40~148	11.1	0.69~79.2
Pyr	16.7	0.86~80.5	30.5	1.46~160	9.62	0.61~70.5
BaA	9.04	0.38~59.1	13.5	0.79~47.7	5.48	nd~52.5
Chr	14.4	0.48~59.7	22.0	0.92~68.6	8.43	nd~74.0
BbF	18.2	nd~67.5	28.9	2.45~98.3	10.7	nd~102
BkF	7.27	nd~28.1	10.2	1.88~33.5	4.46	nd~35.6
BaP	12.4	nd~64.9	17.0	nd~74.5	8.06	nd~84.0
IcP	8.86	nd~35.6	13.1	1.50~53.3	5.46	nd~48.9
DaA	2.15	nd~9.57	2.62	nd~11.7	1.30	nd~11.6
BgP	8.32	nd~30.4	12.5	1.26~53.9	5.34	nd~46.4
ΣPAHs	137	8.87~625	203	16.5~645	83.4	6.65~667

¹⁾Refer to Table 1 for the abbreviations. ²⁾nd: not detectable.

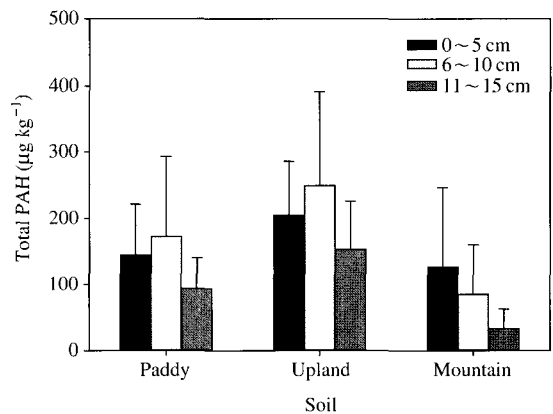
Table 3. The contents of total PAHs in the sampled sites ($\mu\text{g kg}^{-1}$ soil)

	Paddy			Upland			Mountain		
	depth (cm)			depth (cm)			depth (cm)		
	0~5	6~10	10~15	0~5	6~10	10~15	0~5	6~10	10~15
A1 ¹⁾	316	172	142	60.1	46.7	33.2	69.8	19.1	12.9
A2	90.8	58.0	111	48.2	38.9	22.7	55.3	57.1	29.9
A3	121	626	107	128	98.5	221	46.1	50.9	22.0
A4	151	151	26.2	303	645	266	667	330	41.9
A5	393	380	210	176	172	61.8	170	293	153
A6	152	98.6	113	440	612	166	67.6	23.7	10.5
A7	148	181	191	385	347	284	44.5	11.4	6.65
Mean	196	238	129	220	280	151	160	112	39.5
B1 ²⁾	16.2	13.2	12.1	152	35.8	16.5	33.2	26.3	—
B2	19.3	8.87	11.5	176	172	327	24.3	15.9	10.3
B3	41.4	43.0	16.5	184	330	137	85.2	24.7	16.3
Mean	25.7	21.7	13.4	171	179	160	47.6	22.3	13.3

¹⁾The sampled sites were in the areas with populated and industrialized cities. ²⁾The sites were from rural areas without regional pollution sources.

지만, 밭과 산림토양에서는 PAHs 농도차이에 대한 통계적 유의성이 인정되었다($p < 0.01$). 이는 인접한 지역이지만 토지의 이용방법에 따라 유기화합물의 농도가 영향을 받는다는 것을 나타내어 주는 결과이다. 밭토양이 가장 높은 값을 나타낸 것은 작물재배기간 동안 담수 상태로 있는 논토양에 비해 PAHs가 토양에 더 많이 침적할 기회를 가지고, 또한 물에 의한 영향을 덜 받기 때문으로 추정되었다. 산림토양의 낮은 PAHs 함량은 농경지 토양과는 달리 삼림에 의한 필터링 효과와 표층에 두터운 유기물 층으로 인해 토양에 직접 도달하기가 상대적으로 어려웠기 때문이다(Matzner, 1984).

이 분석에 사용된 토양 시료의 평균농도는 우리나라 농경지 토양의 평균농도 $236 \mu\text{g kg}^{-1}$ 보다는 비슷하거나 약간 낮았으며(Nam *et al.*, 2003), 스위스의 토양농도($220 \mu\text{g kg}^{-1}$)와도 유사하였다(Bucheli *et al.*, 2004). 하지만 이러한 결과는 서로 다른 토양깊이에서 채취되었기 때문에 직접적인 비교는 어렵지만 우리나라의 토양 평균을 비교적 잘 반영하는 값이다. PAHs 성분별로는 논토양에서는 Fla/BbF > Pyr > IcP 순이었고, 밭토양에서는 Fla/Pyr > BbF > Chr, 산림토양에서는 BbF > Pyr > Chr로 비슷한 추세를 보였지만 논토양에서 6-링 PAH인 IcP와 BgP가 상대적으로 많이 검출되었다.

**Fig. 1.** PAH concentrations in the soils with different depths.

2. 토양깊이별 PAHs 농도

시료채취 지점 별 토양이용 형태 및 깊이에 따른 총 PAHs 함량은 Table 3에 나타내었다. 논토양의 경우 도시 및 공단인근 토양의 PAHs 농도가 농촌 지역 토양의 농도보다 10배가량 높았지만 밭토양의 경우에는 비슷하였다. 산림토양의 경우 표토 및 중간층(0~10 cm)에서는 3~5배 정도 차이가 났지만 심토층(11~15 cm)에서는 3배 정도로 그 차이가 줄어들었다. 밭토양이 전반적으로 논토양에 비

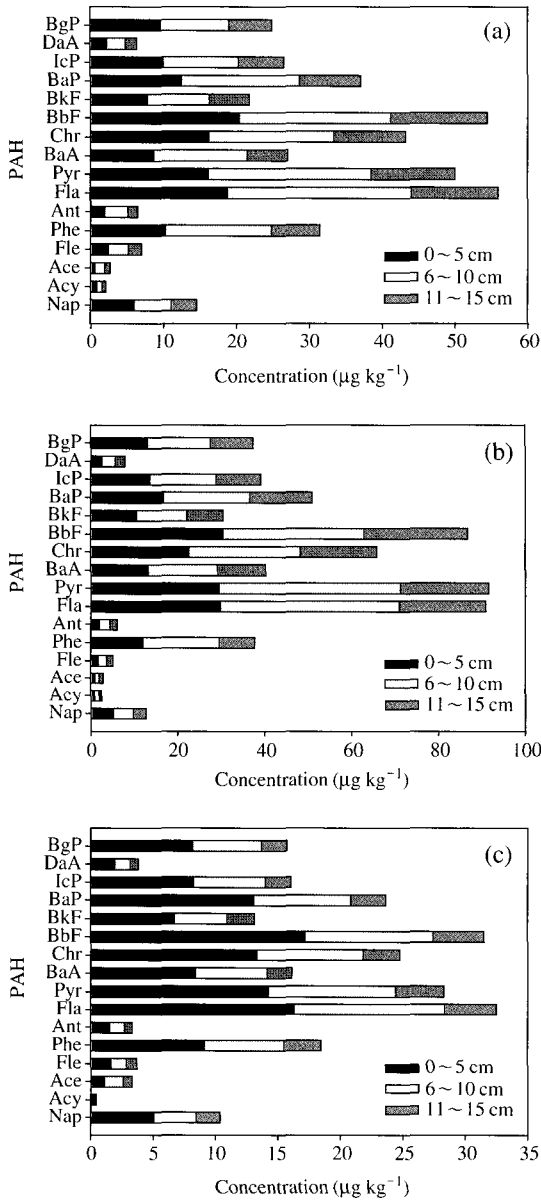


Fig. 2. PAH profiles of the soils with different depths, (a) paddy soil, (b) upland soil, (c) mountain soil.

해 PAHs 농도가 높는데 이는 논토양이 담수상태로 있는 기간이 길어서 대기로부터 침적하는 양이 토양유기물에 닿기 전에 유실되기 때문으로 예상해 볼 수 있다. 그리고 서로 다른 미생물 분해력도 그 영향을 미칠 것으로 추정되었다(Kätner and Mahro, 1996). 각 토양이용형태에 따른 깊이별 PAHs 분포

경향은 Fig. 1에 표시하였다. 논토양과 밭토양은 심토층에서 PAHs 함량이 감소하는 것을 보여주고 있지만, 표토층과 중간층 사이에서는 차이가 없었다. 이는 논과 밭토양의 경우 이 깊이가 주기적인 경운으로 인해 토양이 혼합되기 때문으로 판단된다. 그러나 이러한 경운이 없는 산림토양의 경우에는 깊이에 따라 PAHs의 함량이 감소하는 경향을 보여주고 있다(Krauss *et al.*, 2000). PAHs의 경우 토양 속에서 유기물에 분배를 통해서 이동을 하는데 토양층으로 깊이 이동하기 위해서는 토양층간의 유기물 사이에서 분배가 일어나야 하므로 심토층에서의 유기물 농도에 영향을 받게 된다(Bucheli *et al.*, 2004; Shor *et al.*, 2004).

3. PAHs 프로파일과 특성

토지이용에 따른 PAHs의 토양깊이 및 PAH 구성 성분별 프로파일은 Fig. 2에 나타내었다. 논, 밭, 산림토양 모두 PAHs의 프로파일에 있어서는 유사하였다. 주로 Fla > BbF/Pyr > Chr 등 4~5링의 PAHs가 주종을 이루고 있다. 그 외 위해성이 가장 크다고 알려진 BaP의 경우 산림토양에서 상당한 비중을 차지하고 있으며 논 및 밭토양에서도 많은 양을 차지하고 있다. 각 성분별로 보면 논 및 밭토양에서는 16종의 PAHs 전부 수직분포에 있어서는 비슷한 경향을 보여주고 있다. 이는 K_{ow} 값이 낮은 2~4링 PAHs가 수직이동에 있어서 유리할 것이라는 기존의 예상과는 다른 것으로 이는 이들 토양에서의 주된 이동의 힘은 경운 등 외부요인이 크게 작용했음을 시사하는 것이다. 이에 반해 산림토양에서는 K_{ow} 값이 낮은 2~3링 PAHs에 비해 4~6링 PAHs의 심토층 이동이 상대적으로 적은 것을 보여주고 있어, 각 물질의 K_{ow} 값에 따른 분배를 예상해 볼 수 있다(Krauss *et al.*, 2000).

이러한 각 성분간의 토양층간 이동양상을 통계적으로 파악하기 위해 주성분 분석(principal component analysis)을 실시하였다. Fig. 3에 토양이용형태 차이(a)와 토양깊이(b)에 따른 주성분분석을 실시한 결과를 나타내었다. 그리고 Fig. 4에는 주성분 분석에 대한 loading plot을 나타내었다. 이 분석을 통하여도 토층간 및 토양이용 형태에 따른 PAHs 종류별 구배가 잘 나타나지는 않았는데, 이는 경작지 토양에서 경운에 의한 혼합효과 때문으로 판단

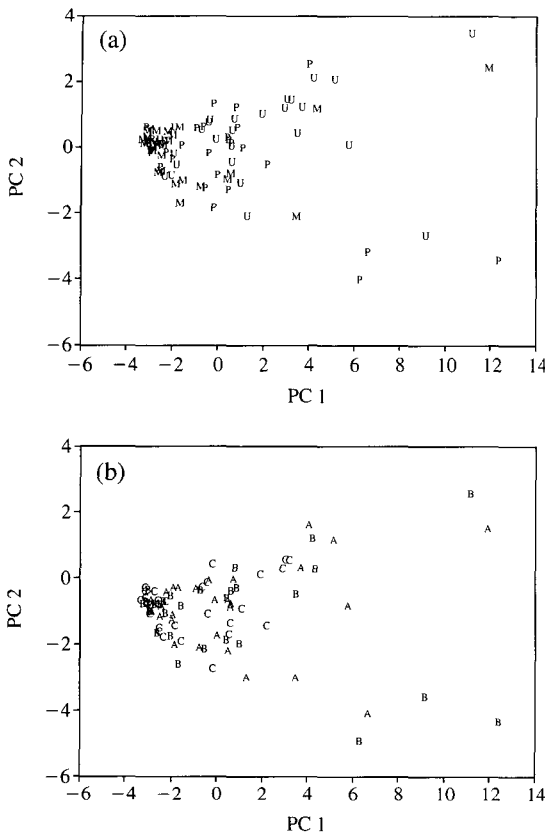


Fig. 3. Principal component analysis of PAH data sorted by (a) land use (P: paddy, U: upland, M: mountain) and (b) soil depth sampled (A: 0~5 cm, B: 5~10 cm, C: 11~15 cm).

되었다. 그러나 이 그래프를 통해서 표토층(0~5 cm)과 중간층(6~10 cm)사이의 구분은 어려웠지만, 심토층(11~15 cm)에서는 주성분(principal component, PC) 1과 2가(0, 0)인 지점 부근에 분포하여 어느 정도 일정하게 분류가 이루어지는 것을 보여주고 있다. 이는 주로 각 변수들의 벡터크기(여기서는 각 성분의 농도)와 관련된 PC 1이 다른 표토층(0~10 cm)에서보다 낮다는 것을 확인 시켜주고 있으며, 전반적으로 PC 2 축에서는 일정한 경향이 없이 분포하는데 이는 산림토양 이외에는 K_{ow} 값의 차이에 의한 토층 간 구배가 잘 일어나지 않았던 결과를 확인해주고 있다. 그러나 토지이용 형태에 따른 차이는 발견하기 어려웠다. 산림토양에서도 토층간의 농도구배는 관찰되지만 PAH 프로파일에 따른 차이를 보기는 어려운데 이는 토양

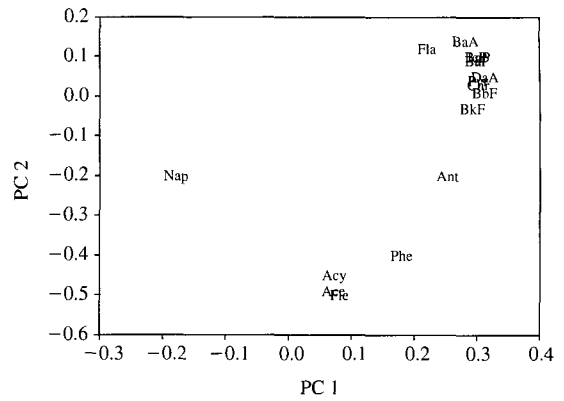


Fig. 4. PCA loading plot of the PAH data. Refer to Table 1 for the abbreviations.

층간 이동이 유기물사이의 분배만이 아니라 토양 동물에 의한 생물학적 혼합역시 중요한 요소로 작용하였던 것으로 사려 된다(Cousins *et al.*, 1999).

결론

화석연료의 불완전 연소시 발생하는 다핵방향족 탄화수소(PAHs)의 토양층위간 이동양상과 토지이용형태별 차이를 확인하기 위하여 전국 10개 지점의 토양을 채취하여 분석하였다. 토양 채취는 각 지역 마다 논, 밭, 산림토양으로 나누어 채취했으며, 채취 지점에서는 깊이별로 3수준 표토층(0~5 cm), 중간층(6~10 cm), 그리고 심토층(11~15 cm)로 채취하였다. 16종의 EPA PAHs에 대해 분석한 결과 논 및 밭토양에서는 경운으로 인해 표토층과 중간층에서는 농도구배가 일어나지 않았으나 심토층에서는 약간 줄어들었다. 산림토양에서는 표토층부터 심토층까지 농도구배가 확연히 들어났다. 밭토양에서 논토양에 비해 PAHs의 농도가 약간 높았으며 산림토양에서는 산림의 필터링 및 표층유기물 효과로 인해 토양의 농도는 전반적으로 농경지 토양에 비해 낮았다.

참고 문헌

Aamot E, Steinnes E and Schmid R. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Norwegian forest soils: Impact of long

- range atmospheric transport, *Environmental Pollution* 1996; 92: 275-280.
- Nam JJ, Song BH, Eom KC, Lee SH and Smith A. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea, *Chemosphere* 2003; 50: 1281-1289.
- Baek SO, Field RA, Goldstone ME, Kirk PW, Lester JN and Perry R. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior, *Water, Air, & Soil Pollution* 1991; 60: 279-300.
- Bucheli TD, Blum F, Desaulles A and Gustafsson O. Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland, *Chemosphere* 2004; 56: 1061-1076.
- Cornelissen G, Breedveld GD, Kalaitzidis S, Christanis K, Kibsgaard A and Oen AMP. 2006. Strong sorption of native PAHs to pyrogenic and unburned carbonaceous geosorbents in sediments, *Environ. Sci. Technol.* 2006; 40: 1197-1203.
- Cousins IT, Gevao B and Jones KC. Measuring and Modeling the Vertical Distribution of Semi-Volatile Organic Compounds in Soils. I: PCB and PAH Soil Core Data, *Chemosphere* 1999; 39: 2507-2518.
- Freeman DJ and Cattell FCR. Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons, *Environ. Sci. Technol.* 1990; 24: 1581-1585.
- Jacob J, Grimmer G and Hildebrandt A. Long-term decline of atmospheric and marine pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Germany, *Chemosphere* 1997; 34: 2099-2108.
- Jones KC, Stratford JA, Waterhouse KS, Furlong ET, Giger W, Hites RA, Schaffner C and Johnston AE. Increases in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of an agricultural soil over the last century, *Environ. Sci. Technol.* 1989; 23: 95-101.
- Jones KC, Sanders G, Wild SR, Burnett V and Johnston AE. Evidence for a decline of PCBs and PAHs in rural vegetation and air in the United Kingdom, *Nature* 1992; 356: 137-140.
- Karickhoff SW. 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils, *Chemosphere* 1981; 10: 833-846.
- Kätner M and Mahro B. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils affected by the organic matrix of compost, *Applied Microbiology and Biotechnology* 1996; 44: 668-675.
- Knoll JE. Estimation of the limit of detection in chromatography, *J. Chromatogr. Sci.* 1985; 23: 422-425.
- Krauss M, Wilcke W and Zech W. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in forest soils: depth distribution as indicator of different fate, *Environ. Pollut.* 2000; 110: 79-88.
- Lemieux PM, Lutes CC and Santoianni DA. Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review, *Progress in Energy and Combustion Science* 2004; 30: 1-32.
- Matzner F. Annual rates of deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest ecosystems, *Water, Air & Soil Pollution* 1984; 21: 425-434.
- Mazzera D, Hayes T, Lowenthal D and Zielinska B. Quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil at McMurdo Station, Antarctica, *Sci Total Environ* 1999; 229: 65-71.
- Mumtaz MM, George JD, Gold KW, Cibulas W and DeRosa CT. ATSDR evaluation of health effects of chemicals. IV. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): understanding a complex problem, *Toxicol Ind Health* 1996; 12: 742-971.
- Shor LM, Kosson DS, Rockne KJ, Young LY and Taghon GL. Combined effects of contaminant desorption and toxicity on risk from PAH contaminated sediments, *Risk Analysis* 2004; 24: 1109-1120.
- Sims RC and Overcash MR. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems, *Residue Rev.* 1983; 8: 1-51.
- Wilson SC and Jones KC. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A review, *Environmental Pollution* 1993; 81(3): 229-249.
- Winefordner JP and Long GL. Limit of detection. A closer look at the IUPAC definition. *Anal. Chem.* 1983; 55: 712A-724A.
- U.S. EPA. Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods, 3rd ed., SW-846, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1986.